

# 名護市大浦川に植栽したヒルギ科マングローブ植物 実生の生残率と死亡要因

著者	中越 信和, 根平 邦人, 亀谷 仁
著者別表示	Nakagoshi Nobukazu, Nehira Kunito, Kameya Hitoshi
雑誌名	植物地理・分類研究
巻	45
号	2
ページ	115-120
発行年	1997-12-30
URL	<a href="http://doi.org/10.24517/00055555">http://doi.org/10.24517/00055555</a>

中越信和\*・根平邦人\*・亀谷 仁\*: 名護市大浦川に植栽した  
ヒルギ科マングローブ植物実生の生残率と死亡要因

Nobukazu Nakagoshi\*, Kunito Nehira\* and Hitoshi Kameya\*: Survivorship and  
Mortality Factor of Seedlings of Rhizophoraceae Mangrove Planted in the  
Oura River, Nago, Okinawa

Abstract

The survivorship of the planted seedlings of *Kandelia candel* Druce, *Bruguiera gymnorrhiza* Lamark and *Rhizophora stylosa* Griff were investigated at four stands (tideland, *K. candel* forest, *K. candel*-*B. gymnorrhiza* mixed forest and *B. gymnorrhiza* forest) in the Oura River, Okinawa Island. The survival ratio and individual weight of the *K. candel* seedlings were larger on tideland than on other stands. Survival ratio of the planted *B. gymnorrhiza* seedlings was highest on tideland, while individual weight did not show significant difference among the stands. Most of the experimented seedlings of *R. stylosa* had died in every stand. In this study, it was suggested that the limiting factor of settlement of Rhizophoraceae seedlings might be the light condition.

**Key words:** light condition, limiting factor, mangrove seedlings, planting experiment, settlement.

近年、マングローブ林は過剰な伐採やエビ養殖場への土地利用の転換によって世界的規模で減少し続けている。このようなマングローブ林の破壊は、海岸浸食や塩類集積などの悪影響を及ぼしている（例えば、向後 1988；荻野 1989）。このため、マングローブ林の保護だけでなく、積極的な育成の技術開発も含めた保全の問題は緊急の課題である。

海外におけるマングローブ植栽に関してはすでにいくつかの実験的研究があるが（例えば、向後 1988；倉石ら 1989）、わが国においてはマングローブ林自体が少ない事もあって、このような研究はまだ少ない（例えば、宮城・島袋 1988）。しかし、沿岸部の開発が各地で急ピッチで進められつつある現在、わが国でもマングローブ林をとりまく状況は必ずしも楽観をゆるさない。このような状況の中で、マングローブ林の形成・拡充のための技術確立しておくことは、単に自然環境の保全にとどまらず沿岸部の生産性・生物多様性の向上、さらには開発計画や景観管理計画策定上の点からも重要である。

わが国に分布する代表的なマングローブ樹種はメヒルギ (*Kandelia candel* Druce)、オヒルギ (*Bru-*

*guiera gymnorrhiza* Lamark) 及びヤエヤマヒルギ (*Rhizophora stylosa* Griff) である。これらヒルギ科マングローブ植物は胎生種子のみによって個体群を維持している。それゆえ、胎生種子、実生、稚樹段階の定着と生長の条件を明らかにしておく事は、マングローブの保全を考える上でも極めて重要である。このような観点から筆者らもマングローブ実生の定着・生長について研究してきた (Nakagoshi and Nehira 1986; Urasaki *et al.* 1986; Kameya *et al.* 1996)。マングローブ実生の定着・生長に関して、土壌塩分濃度等のマングローブ沼沢地特有の環境条件についてはこれまで多くの研究がなされてきたが、照度、土壌基質といった通常の陸域生態系に共通する環境条件については研究が少ない。本研究では、ヒルギ科マングローブ植物実生の定着と初期生長に関する制限因子の分析を目的とした。

材料および方法

実験を行った沖縄県名護市大浦は亜熱帯性気候であり、メヒルギ、オヒルギ、ヤエヤマヒルギの 3

\*〒739-8521 東広島市鏡山 1-7-1 広島大学総合科学部 Department of Environmental Studies, Faculty of Integrated Arts and Sciences, Hiroshima University, Kagamiyama, Higashi-Hiroshima 739-8521, Japan

種の分布域内にある(小滝1997)。Nakagoshi and Nehira (1986) のマングロープ実生の温度分布からみても大浦川はメヒルギ、オヒルギ、ヤエヤマヒルギのいずれも生育可能な場所である。3種のマングロープのうち最も温度要求の高いヤエヤマヒルギも、植栽実験を行った大浦の東10kmの東村慶佐次(自生地北限)で大群落を形成しており、大浦が本種の生育できない温度環境ではないことが判っている。

調査地は沖縄本島大浦川河口域(Fig. 1)で、主としてマングロープ沼沢地の周縁部にメヒルギが、沼沢地の中央部にオヒルギが分布していた(中越1988)。ヤエヤマヒルギは沖縄本島のマングロープ林ではしばしば最も海側の部分を占める(Nakagoshi and Nehira 1986)が、今回調査を行った大浦川河口域では2個体の成木が確認されたにとどまった(中越1988)。

本研究では、大浦川河口の環境条件の異なる4つの調査区を選定し、各調査区にメヒルギ、オヒルギ、ヤエヤマヒルギの3種の胎生種子を植栽した。植栽実験に用いた胎生種子は、メヒルギとオヒルギ

については1983年5月に大浦川で採取し播種まで水道水中で保存した。ヤエヤマヒルギについては1983年6月に慶佐次川で採取した。

採取した胎生種子の生重量を測定し、平均的な重量(メヒルギ-11.3g, オヒルギ-17.3g, ヤエヤマヒルギ-19.3g)のものを各々100本ずつ1983年6月に植栽し、生残率と初期死亡要因を調査した。死亡要因の調査は1983年12月(植栽後6か月)に開始し、1984年5月までの1年間行った。植栽実生の生残率は1987年4月まで追跡調査した。胎生種子は土壌表面から10cmの深さに植栽し、植栽密度は44.4本/m<sup>2</sup>とし、種別に等間隔に植えた。

また、乾燥重量測定用として別に50本ずつ胎生種子を用意し、1984年5月に同じ方法で同一調査区内に植栽した。植栽実生の葉数及び乾燥重量の測定は1985年6月に行った。乾重測定に際しては、葉、茎、散布体本体、根の器官別に分け、循環式乾燥機で80℃で恒量になるまで乾燥した後、測定した。ただしこの実験ではオヒルギ実生は干潟とオヒルギ林で、また、ヤエヤマヒルギ実生は全ての調査区で、いずれも全ての植栽実生が1年以内に枯死

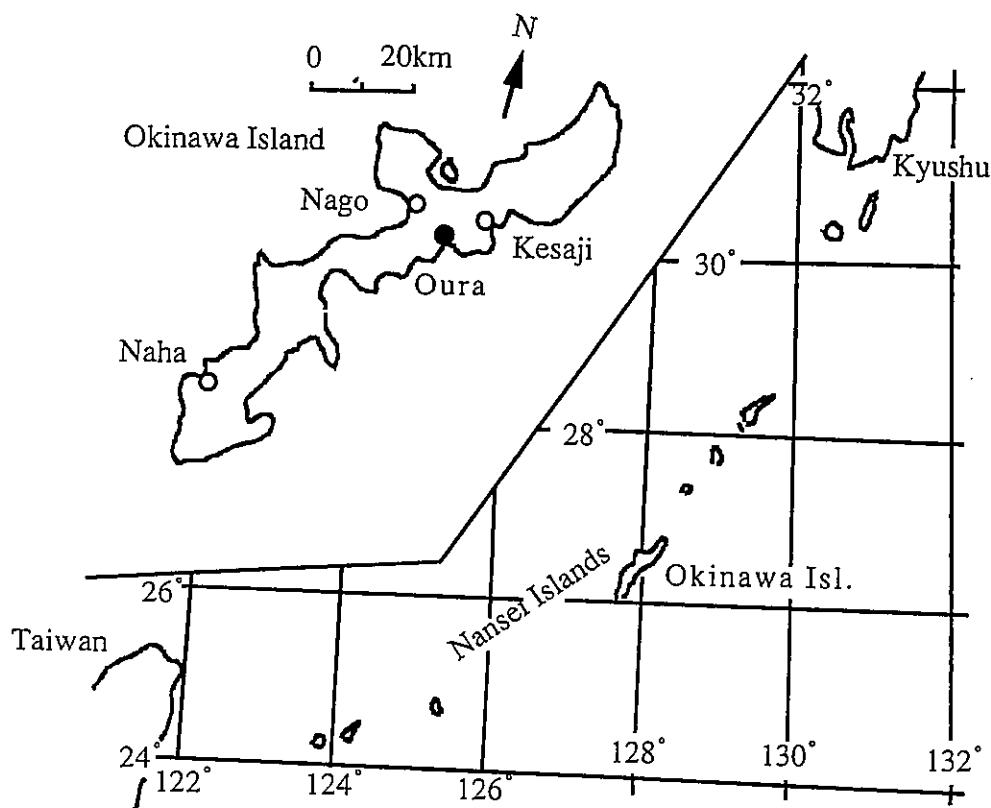


Fig. 1. The study site in Oura River, Okinawa Island.

した。

植栽実生の各重量は Scheffe の方法、葉数は Kruskal-Wallis の方法で検定し、生残率については実験終了時の生存個体数を Fisher の方法で検定した。

調査地の環境条件として、マングローブ植物の自然実生密度、相対照度、土壤塩分濃度、土壤 pH 及び土壤基質を調査した。自然実生密度は 1983 年 6 月に調べた。相対照度は林内と林外に同じ規格の照度計（東京光学機械（株）製 光電池照度計 SPI-71 形）を地表面に設置し、同時に読み取ることを各調査区で 10 回ずつ行った。土壤塩分濃度の測定に際しては地表面から 20 cm の深さで土壤試料を 3 点で採取し、採取した土壤中に 4 つ折にした濾紙を入れ、土壤中の水分を吸収させた後取り出し、その水分をサリノメーター（アタゴ（株）製）で測定した。土壤 pH の測定にあたっては地表面から 20 cm の深さで土壤試料を 3 点で採取し、このうち 10 g の土壤をビーカーに取り 1 モル KCl を 30 ml 注ぎ 15 分攪拌の後、15 分放置してその上澄み液を pH メーター（岩城硝子（株）製）で測定した。この時電極を入れた直後は測定値の変動が激しいため 1 分後に測定値を読み取った。

## 結 果

### 1. 調査区の環境条件

Table 1 に各調査区の環境条件を示す。相対照度は干潟を 100% とするとメヒルギ・オヒルギ混交林 (3.28%)、メヒルギ林 (2.13%)、オヒルギ林 (0.96%) の順に低くなっていた。土壤塩分濃度は各調査区間でほとんど差がなかった (2.75–2.93%)。土壤 pH は干潟 (7.90)、メヒルギ林 (7.54)、オヒルギ林 (6.02)、メヒルギ・オヒルギ混交林 (5.83) の順で低下した。土壤基質は全調査区で泥質であった。

### 2. 植栽実生の生残率と死亡要因

ヒルギ科マングローブ植物の自然実生は干潟には見られず、オヒルギ林、メヒルギ林、メヒルギ・オヒルギ混交林の順に実生の密度が大きくなっていた (Table 1)。しかし、胎生種子の植栽実験の結果は各種とも干潟に植栽したものの生残率が最も高く、オヒルギ林で最も低かった。また、種別に見るとメヒルギの生残率が最も高く、オヒルギとヤエヤマヒルギは 1 年以内に大半の個体が死亡していた (Fig. 2)。これらの実生の初期死亡要因としては、干潟では乾燥、甲殻類による切断、緑藻類による被覆が多く、林内の 3 つの調査区では光不足による枯死が多かった (Fig. 3)。特にヤエヤマヒルギでは林内での死亡要因のほとんどは被陰によるものであった。

### 3. 植栽実生の乾燥重量

植栽から 1 年後の実生の乾燥重量を Table 2 に、その検定結果を Table 3 に示す。メヒルギでは着葉数、各器官の乾重量とも干潟で有意に大きく林内で低くなっていた。林内の 3 つのスタンドでは有意差はみられなかった。植栽 1 年後に測定した散布体の重量も干潟で最も大きく、林内の 3 つのスタンドではいずれも小さかった。また散布体本体を除く実生の茎／根比は逆に干潟で最も低くオヒルギ林で最も高くなっており、干潟ではオヒルギ林内の 1/5 まで低下していた。

## 考 察

本研究を行った大浦川河口域の土壤塩分濃度及び土壤 pH の値は 3 種の実生にとってほぼ生育可能な範囲 (Wakushima *et al.* 1994) 内にあった。しかし、今回の胎生種子植栽実験ではオヒルギとヤエヤマヒルギの実生は早々に枯死した (Fig. 2)。オヒルギについては、本種は陰樹であり (中須賀 1994)、

Table 1. The environmental condition at the Oura River

Stand	Relative illuminance (%)*	Soil			Density of natural seedlings (individual/m <sup>2</sup> )
		salinity (%)	pH*	texture	
Tideland (T)	100	2.83 (±0.03)	7.90 (±0.02)	mud	0
K. candel forest (K)	2.13 (±0.06)	2.93 (±0.08)	7.54 (±0.07)	mud	1.89
K. candl-B. gymnorrhiza mixed forest (KB)	3.28 (±0.87)	2.75 (±0.05)	5.83 (±0.16)	mud	2.22
B. gymnorrhiza forest (B)	0.96 (±0.13)	2.87 (±0.10)	6.02 (±0.11)	mud	0.24

\*Mean ± SD.

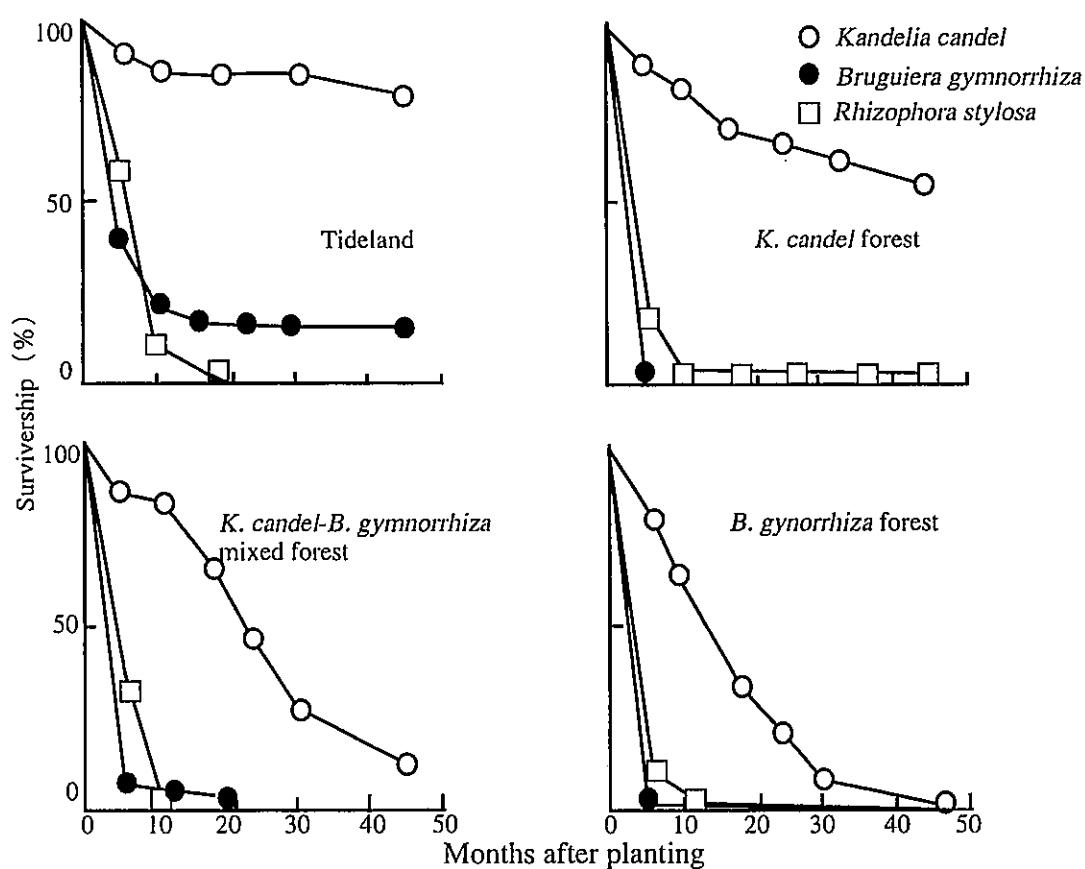


Fig. 2. Survivorship curves of the planted mangrove propagules at the Oura River, Okinawa Island (rewrite from Nehira 1989).

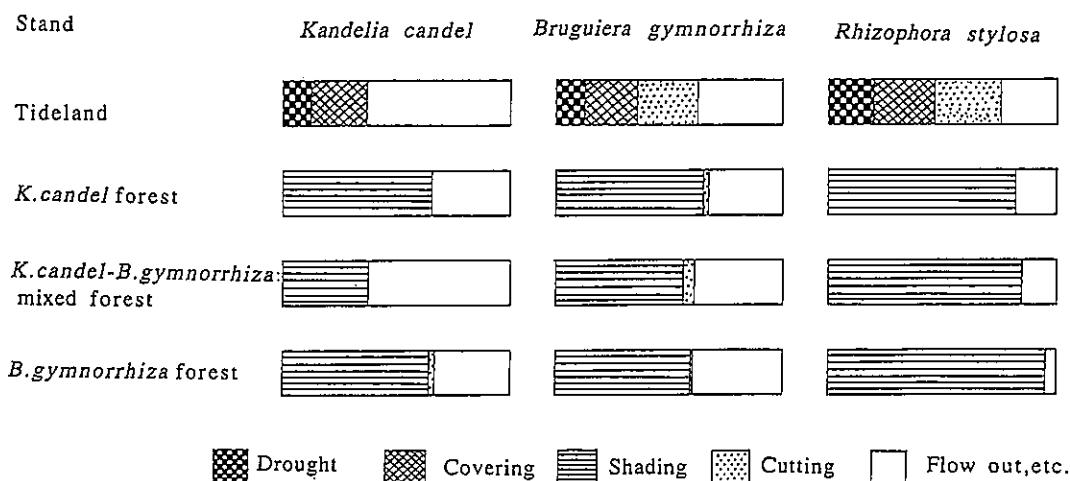


Fig. 3. The mortality factors in each stand and species at one year after planting.

Table 2. Number of leaves and dry weights in each stand and species

Species	stand	sample	No. of leaves Mean $\pm$ SD	Dry weight(g) Mean $\pm$ SD					Stems/Roots ratio Mean $\pm$ SD
				Leaves	Stems	Propagules	Roots	Total	
<i>K. candel</i>	T	20	24.3( $\pm$ 3.6)	4.7( $\pm$ 0.6)	10.2( $\pm$ 1.1)	7.5( $\pm$ 0.6)	5.5( $\pm$ 0.6)	27.9( $\pm$ 2.5)	2.0( $\pm$ 0.2)
	K	20	4.3( $\pm$ 0.4)	0.6( $\pm$ 0.1)	1.7( $\pm$ 0.2)	3.7( $\pm$ 0.1)	0.4( $\pm$ 0.2)	6.4( $\pm$ 0.3)	6.2( $\pm$ 0.9)
	KB	7	3.3( $\pm$ 0.6)	0.8( $\pm$ 0.2)	1.4( $\pm$ 0.2)	3.6( $\pm$ 0.4)	0.4( $\pm$ 0.1)	6.2( $\pm$ 0.9)	4.0( $\pm$ 0.8)
	B	6	4.9( $\pm$ 2.2)	0.3( $\pm$ 0.1)	1.3( $\pm$ 0.1)	3.6( $\pm$ 0.2)	0.2( $\pm$ 0.1)	5.3( $\pm$ 0.3)	10.1( $\pm$ 1.7)
<i>B. gymnorrhiza</i>	K	9	9.2( $\pm$ 1.2)	3.5( $\pm$ 0.9)	4.1( $\pm$ 0.8)	5.2( $\pm$ 0.7)	1.6( $\pm$ 0.5)	14.4( $\pm$ 2.7)	3.2( $\pm$ 0.5)
	KB	15	10.6( $\pm$ 0.6)	3.9( $\pm$ 0.4)	3.9( $\pm$ 0.4)	5.4( $\pm$ 0.4)	1.1( $\pm$ 0.2)	14.4( $\pm$ 1.1)	5.6( $\pm$ 1.2)

The marks are as follows: T, tideland; K, *Kandelia candel* forest; KB, *K. candel*-*B. gymnorrhiza* mixed forest; B, *B. gymnorrhiza* forest.

Table 3. The difference of number of leaves and dry weights among each stand

Species	stand	No. of leaves*	Dry weight**					Stem/Root ratio
			Leaves	Stems	Propagules	Roots	Total	
<i>K. candel</i>	T-K	$p<.0001$	$p<.0001$	$p<.0001$	$p<.0001$	$p<.0001$	$p<.0001$	$p<.001$
	T-KB	$p<.0001$	$p<.0001$	$p<.0001$	$p<.0002$	$p<.0001$	$p<.0001$	NS
	T-B	$p<.0001$	$p<.0001$	$p<.0001$	$p<.0005$	$p<.0001$	$p<.0001$	$p<.0001$
	K-KB	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	K-B	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>B. gymnorrhiza</i>	KB-B	NS	NS	NS	NS	NS	NS	$p<.01$
	K-KB	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

\* Kruskal-Wallis test ( $p<.05$ ); \*\* Scheffe test ( $p<.05$ ). The marks of T, K, KB and B were explained in Table 2.

林内外をとわず幼樹の生残率が低いとの報告もあり (Tagawa & Suzuki 1985), 今回の実験で実生の定着率が低かったことはこの報告と一致した。ヤエヤマヒルギは陽樹であり (中須賀 1994), 幼樹の生残率も高いことが知られているが (Tagawa and Suzuki 1985), 今回の生残率は低く大半の実生が枯死した。当地はヤエヤマヒルギの分布の北限に近く (中須賀ら 1974; 小滝 1997) 自然分布個体もほとんど見られなかった。一方で, メヒルギの生残率は比較的高く, 特に干潟とメヒルギ林内では植栽後 4 年目にも 50% 以上の実生が生存していた (Fig. 2)。これらの点に鑑みて, 当地以北でのマングローブ植林には当面メヒルギを用いるのが適当であると考えられる。

ヒルギ科マングローブ植物の生育には, 土壌塩分濃度や土壌 pH が重要な制限因子となっていることが指摘されている (例えば, 倉石ら 1989; Kuraishi *et al.* 1989; Wakushima *et al.* 1994)。しかし今回の植栽実験では, 土壌 pH がメヒルギ実生の最適範囲にあるメヒルギ林, メヒルギ・オヒルギ混交林において生残率・個体重共に低く, むしろ生育可能範囲を少し外れた干潟・メヒルギ林で生残

率・個体重が高い値を示した (Table 2; Fig. 2)。この事実はメヒルギ実生の定着・生長に土壌 pH 以外の環境要因が強く働いている事を示唆している。実生の死亡要因を考慮すると, メヒルギ実生の定着・生長に寄与する要因として光条件が考えられる (Table 1; Fig. 3)。相対照度が著しく低いオヒルギ林内で, 植栽実生の生残率・個体重, 及び自然実生密度が低かった事はそのう付けとなっている (Tables. 1, 2; Fig. 2)。中須賀 (1994) によればメヒルギは陽樹であり, 光条件の良い干潟はメヒルギ実生の生育に好適な環境であったと考えられる。にもかかわらず干潟に自然実生が見られなかったのは母樹から遠い事と波によって運び去られる機会が多いためと思われる (Urasaki *et al.* 1986)。

一方で干潟の地盤は軟弱であり, 定着・生育のためには十分な根系の発達が必要となる (Nakagoshi and Nehira 1986; 小見山 1995)。そのため, バイオマス生産のかなりの部分を非同化器官である根へ振りむけざるを得ない (Nakagoshi & Nehira 1986)。メヒルギ実生の茎/根比が, 干潟ではオヒルギ林内の 1/5 にまで低下していたのはこのためである (Table 2)。しかし, その様な条件下にあって

もなお、メヒルギ実生のバイオマス生産は干潟で最も高く、散布体本体の消耗もかなり小さく、結果として植栽実生の生残率は干潟で最も高くなっていた (Table 2; Fig. 2)。

汎世界的規模で失われつつあるマングローブ林を守るためには、保護だけではなく積極的な植林が必要である。しかし、マングローブの植林技術に関する研究はまだ端緒についたばかりである。本研究によってメヒルギ、オヒルギ及びヤエヤマヒルギの胎生種子、実生、稚樹段階の定着と生長の条件を明らかにする事ができたと考えるが、同時に温度、養分、乾燥、食害等、様々な死亡要因の存在も浮かび上がってきた (Fig. 3)。これらについては今後の課題としたい。

本論文をまとめるにあたり広島大学総合科学部助手の頭山昌郁博士に論文構成や検定等の議論に加わって頂いた。記して感謝を表したい。

#### 引用文献

- Kameya, H., Nehira, K. and Nakagoshi, N. 1996. Growth of cultivated seedlings of *Kandelia candel* and *Rhizophora stylosa*. *Tropics* **6**: 51-64.
- 向後元彦. 1988. 緑の冒険—砂漠にマングローブを育てる. 223 pp. 岩波書店, 東京.
- 小見山 章. 1995. マングローブと基質攪乱. *プランタ* **40**: 10-14.
- 倉石 晋・涌島 智・櫻井直樹. 1989. 汽水中で成育するマングローブ植物の成育条件. *日本海水学会誌* **43**: 153-158.
- Kuraishi, S., Wakushima, S. and Sakurai, N. 1989. Soil salinity and pH of mangrove forests and growth of cultivated mangrove plants in different soil conditions. *Plant Water Relations and Growth under Stress*. pp. 189-192. Proceedings of the Yamada Conference XXII, Osaka, Japan. Yamada Science Foundation, Osaka and Myu K. K., Tokyo.
- 宮城康一・島袋敬一. 1988. ヒルギ散布体の植栽実験 II. *種子生態* **18**: 19-27.
- 中越信和. 1988. ヒルギの種子・実生の生態. *種子生態* **18**: 29-31.
- Nakagoshi, N. and Nehira, K. 1986. Growth and mortality of mangrove seedlings transplanted to Hiroshima. *Hikobia* **9**: 439-449.
- 中須賀常雄. 1994. 海辺の湿地, マングローブ林. 「湿原生態系—生き物たちの命のゆりかご」.(辻井達一・中須賀常雄・諸喜田茂充著), pp. 123-166. 講談社, 東京.
- 中須賀常雄・大山保表・春木雅寛. 1974. マングローブに関する研究 I. 日本におけるマングローブの分布. *日本生態学会誌* **24**: 237-246.
- 根平邦人. 1989. マングローブの繁殖と生態. 採集と飼育 **51**: 436-439.
- 小滝一夫. 1997. マングローブの生態—保全・管理への道を探る. 138 pp. 信山社出版, 東京.
- 荻野和彦. 1989. 世界のマングローブ—生態系保全のための特色. 採集と飼育 **51**: 444-448.
- Tagawa, H. and Suzuki, E. 1985. A mangrove in Nagura estuary, Ishigaki Island, South Japan. In Sugi, J. (ed): *Studies on the Mangrove Eco system*. pp. 54-60. Tokyo University of Agriculture, Tokyo.
- Urasaki, M., Nehira, K. and Nakagoshi, N. 1986. Dispersal and settlement properties of *Kandelia candel* (Rhizophoraceae) propagules. *Pl. Sp. Biol.* **1**: 19-26.
- Wakushima, S., Kuraishi, S. and Sakurai, N. 1994. Soil salinity and pH in Japanese mangrove forests and growth of cultivated mangrove plants in different soil conditions. *J. Plant Res.* **107**: 39-46.
- (received September 5, 1997; accepted December 1, 1997)